

# **Underlag och förslag till reviderade bedömningsgrunder för siktdjup**

**Anders Wilander och Lars Sonesten**  
**Institutionen för miljöanalys, SLU**

**Naturvårdsverkets programområde Levande sjöar och vattendrag**  
**Avtal nr. 501 0522**

## Innehåll

Innehåll.....	2
Inledning .....	3
Nuvarande bedömningsgrunder.....	3
Överväganden.....	3
Ekologisk relevans .....	3
Val av parametrar.....	4
Provtagningsfrekvenser.....	5
Jämförelse mellan augustimätningar och årsmätningar .....	6
Beräkningsperioder .....	6
Typområdesspecifika referensvärden .....	7
Klassning av status.....	10
Osäkerheter .....	11
Referenser.....	11
Bilaga 1. Förslag till reviderade bedömningsgrunder för siktdjup.....	11

## Inledning

Mätning av siktdjup har gammal tradition inom limnologin och ger ett mått på vattnets optiska egenskaper. Metoden utvecklades av italienaren Secchi och resultatet kallas därför ibland för Secchidjup. Det kan till och med finnas mätningar gjorda i slutet av 1800-talet. Eftersom mätningen dessutom är lätt att utföra kan man alltså få långa tidsserier som beskriver förändringar i vattnets optiska egenskaper.

Siktdjupsmätningar är värdefulla för en bred karaktärisering av ett vattens transparens både säsongsmässigt och som tidsserier. Vattnets genomskinlighet bestäms dels av dess egenfärg, främst lösta humusämnen, dels av suspenderat material som växtplankton och oorganiskt partikulärt material. Siktdjupet ger en god uppskattning av ljusförhållandena i en sjö och måttet kan användas t.ex. för att bedöma det djup där bottenlevande växter och växtplankton kan leva. Värden på siktdjup kan dessutom användas för att uppskatta språngskiktets läge under sommaren.

## Nuvarande bedömningsgrunder

I nuvarande Bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 1999) görs en klassning av tillstånd baserad på siktdjup under Ljusförhållanden (tabell 1). Dessa är samma som de i tidigare arbeten om bedömningsgrunder (Wiederholm, 1989).

*Tabell 1. Klassning av siktdjup enligt nuvarande Bedömningsgrunder (1999).*

Klass	Benämning	Djup (m)
1	Mycket stort siktdjup	≥8
2	Stort siktdjup	5–8
3	Måttligt siktdjup	2,5–5
4	Litet siktdjup	1–2,5
5	Mycket litet siktdjup	<1

## Överväganden

Siktdjupet ger en enkel möjlighet att bedöma några förhållanden som har ekologisk relevans. Ljusförhållandena i ett vatten reglerar växtplanktons och undervattenvegetationens möjlighet till fotosyntes. I en brun, humös sjö begränsas ljusflödet till ytliga vattenskikt som då värms upp under våren. Sådana sjöar får ett tunt epilimnion med relativt hög temperatur och ett relativt kallt hypolimnion. I en klar sjö tränger ljuset djupare så att epilimnion blir större, samtidigt som sjön termiskt skiktas senare. Hypolimnion blir då varmare. Den högre temperaturen ökar bottenfaunans tillväxt, men samtidigt kan den också leda till minskande syrgaskoncentrationer genom snabbare syretäring.

## Ekologisk relevans

Siktdjupet i sjöar med liten egenfärg (från humusämnena) styrs i stort av växtplanktonförekomsten, alltså indirekt av koncentrationen av total-P. Därför kan siktdjupet översiktligt användas för att klassa trofitillståndet (tabell 2).

Tabell 2. Klassning av trofinivå från siktdjup. Klassningen gäller för humusfattiga sjöar med låg halt av suspenderat material (OECD 1982).

Trofiklass	Siktdjup (m)	
	Medelvärde	Minimum
Ultra-oligotrof	≥12	≥6
Oligotrof	≥6	≥3
Mesotrof	6–3	3–1,5
Eutrof	3–1,5	1,5–0,7
Hypertrof	≤1,5	≤0,7

Ofta används siktdjupet som ett mått på det fototrofa skiktet (dvs. det skikt där fotosyntes kan ske) i en sjö av olika slag. En uppsättning omräkningsfaktorer presenteras i tabell 3.

Tabell 3. Omräkningsfaktorer för beräkning av fototrofa skiktet från siktdjup i olika slag av sjöar (Koenings & Edmundson, 1991).

Parameter	Medianvärde för omräkningsfaktor		
	Humösa sjöar	Klara sjöar	Grumliga sjöar
Zeu/ZSD	1,3	2,4	3,3

Beräkningen av det fototrofa skiktet görs, med en faktor från tabell 3, enligt

$$\text{Zeu} = \text{faktor} \cdot \text{ZSD} \quad (1)$$

Där

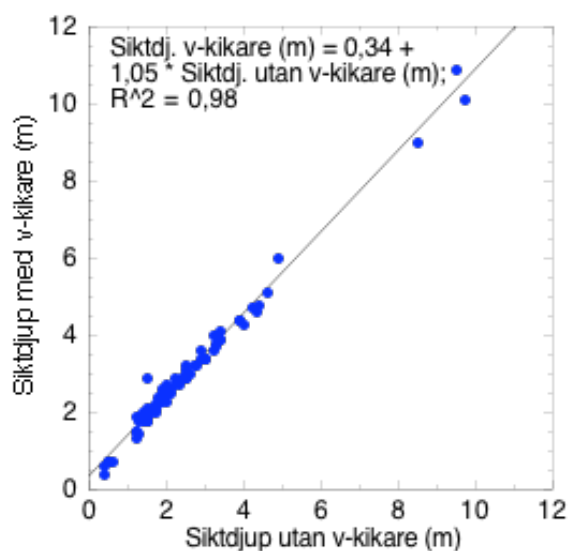
Zeu = fototrofa skiktet, m

ZSD = siktdjup, m

Även ekvationer för beräkningar av språngskiktets läge har gjorts med hjälp av siktdjup (jfr Kalff, 2002). Grunden för detta är att vattenfärg och suspenderat material förhindrar ljus att tränga ned och därmed begränsas värmetillförseln till ytligare vattensikt.

### Val av parametrar

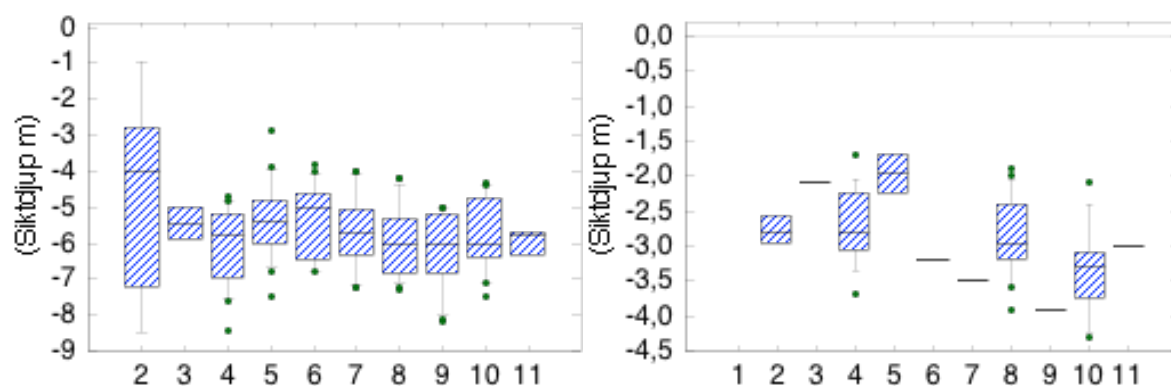
Siktdjup kan mätas antingen med eller utan vattenkikare. En fördel med vattenkikare är att reflexer i vattenytan elimineras. Inom den samordnade recipientkontrollen (SRK) är det tyvärr vanligt förekommande att det saknas angivelse ehuruvida vattenkikare har använts eller ej. Det förefaller dock som om användning av vattenkikare har en ringa betydelse för det uppmätta siktdjupet (figur 1). Troligtvis har det större betydelse vem som uppskattar siktdjupet, eftersom metoden är subjektiv och kräver en hel del vana.



Figur 1. Jämförelse mellan siktdjup mätt med och utan vattenkikare.  
Data från SRK för 14 sjöar,  $n = 81$ .

## Provtagningsfrekvenser

Inom de nationella och regionala referenssjöprogrammen (trendprogrammen) görs ca 15 % av mätningarna under augusti månad. För SRK-programmen är situationen annorlunda, ca hälften av alla mätningar görs i augusti. Det innebär att ett stort material finns för jämförelser av augustivärden.

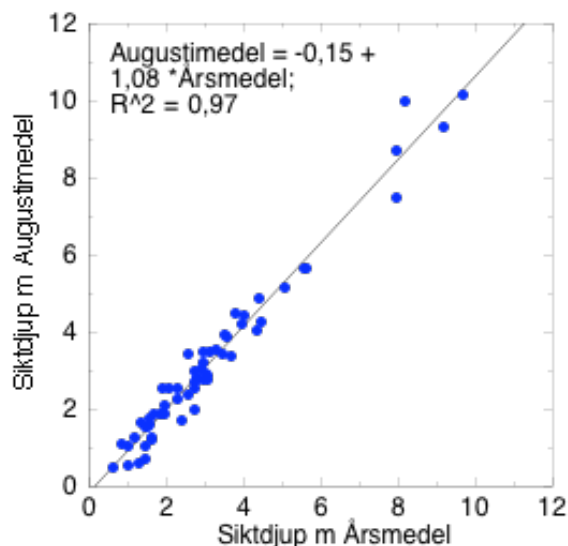


Figur 2. Årstidsvariation för siktdjup i två sjöar; Allgjuttern (642489 151724) med medelvärde 5,7 m och Djupa Holmsjön (656263 156963) med medelvärde 2,8 m. Boxdiagram med nedifrån 10, 25, 50 (median), 75 och 90 percentiler.

Siktdjupets variation under året kan vara stor beroende på episoder med tillförsel av brunt vatten med suspenderat material eller växtplanktonproduktion (figur 2). I Allgjuttern varierar siktdjupet mycket i februari; troligen beroende på olikheter i vädret. Stora siktdjup förekommer ofta när sjön är islagd, då suspenderat material sedimenterar och ett lågt siktdjup beror på att regn eller smältperioder med tillförsel av suspenderade ämnen samtidigt som vindpåverkan håller partiklarna svävande. I bägge sjöarna är siktdjupet lägst under vårbloomingen i maj–juni. Under månaderna juni–augusti är siktdjupet i alla tidsserjesjöar ganska lika och i snitt ca 5% större än årsmedelvärdet. Den relativa standardavvikelsen är för alla månader ca 20%.

## Jämförelse mellan augustimätningar och årsmätningar

För 12 tidsseriesjöar finns årliga data för flera tillfällen (6–8 mätningar per år) inklusive i augusti. Detta material kan alltså användas för att jämföra resultat bedömda som medelvärden för ett år och tre års värden för augusti. Jämförelsen görs genom att para årsmedelvärdet för ett år med första året i den glidande treårsserien för augusti (figur 5).

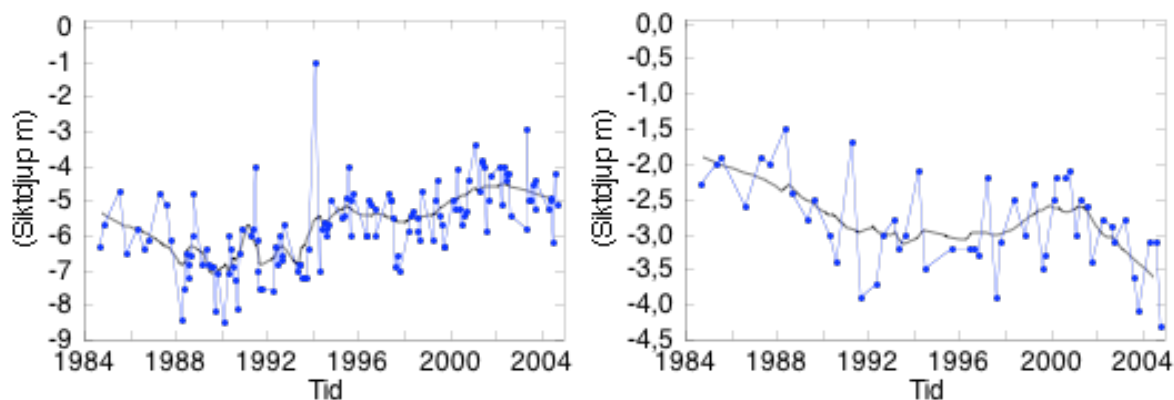


Figur 5. Jämförelse mellan årsmedelvärden för siktdjup och glidande 3-års medelvärden för perioden 1998–2003. Data från tidsseriesjöar ( $n=12$ ).

Som framgår av figuren är värdena för de två beräkningsperioderna mycket lika. Det innebär att bägge sätten att beräkna bör fungera tillfredsställande för bedömningar av miljökvaliteten. Mätningar av siktdjup vid alla provtagningstillfällen är alltid värdefulla. Men eftersom augustiprovtagningar är vanligast i de flesta övervakningsprogrammen är de lämpligast för bedömningar.

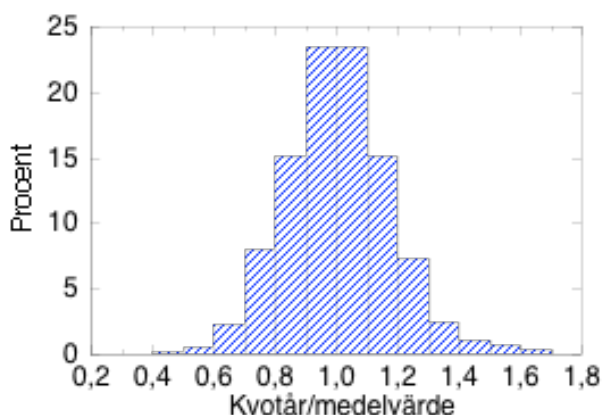
## Beräkningsperioder

Beräkningsperiodens längd avgör naturligtvis tillförlitligheten hos bedömningen. Värden för flera år minskar ju effekten av variationen mellan enskilda år.



Figur 3. Långtidsvariation för siktdjup i två sjöar. Allgjuttern och Djupa Holmsjön. De svarta linjerna visar ett glidande medelvärde (LOWESS).

Långtidsvariationen i de två sjöarna uppvisar både likheter och olikheter. Således har bägge ett minimumsiktdjup under åren 2000–2002, som sedan ökar. Men det maximala siktdjupet för perioden som syns i Allgjuttern 1988–2000 finns inte i Djupa Holmsjön. Variationen mellan år döljs om beräkningar görs på flera prov under ett år (figur 4).

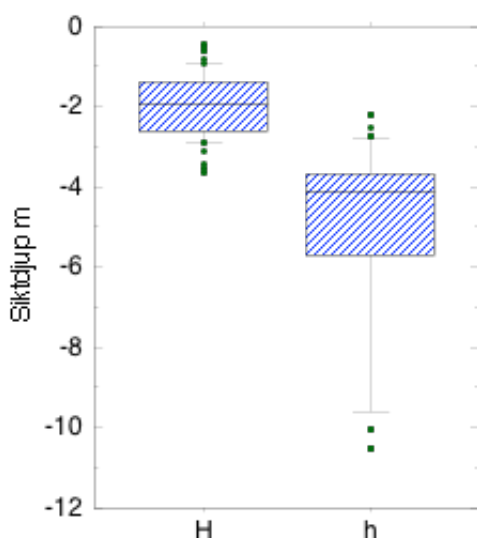


Figur 4. Variationen mellan år beskriven som kvoten mellan ett årsmedelvärde (minst 4 mätningar per år) och periodmedelvärdet (1998–2003). Ca 190 sjöar.

Variationen mellan år för årsmedelvärdet för siktdjup är mindre än  $\pm 10\%$  (kvoter 0,9–1,1) från sjöns medelvärde (1998–2003) för cirka hälften av sjöarna och inom ett intervall på  $\pm 20\%$  (kvoter 0,8–1,2) ligger ca 80 % av alla undersökta sjöar. Det innebär att ett års mätningar en acceptabel uppskattning av sjöns tillstånd med avseende på siktdjup. Naturligtvis speglar inte ett års mätningar någon långtidsvariation.

### **Typområdesspecifika referensvärden**

Typindelningen enligt Vattendirektivet sker bland annat åtgående från vattenfärg (humus). Nationella och regionala referenssjöarna typades efter absorbans för filtrerat prov (absF) med avseende på vattenfärg ( $H > 50$  mg Pt/l och  $h \leq 50$  mg Pt/l) in i två typerna H och h. Siktdjupet beräknat som glidande 3-års medelvärden fördelar sig enligt figur 6.



Figur 6. Variation hos siktdjupet (3-års medelvärden för augusti) i 187 referenssjöar under perioden 2000–2004 fördelade på de två typerna med avseende på humus (vattenfärg).

Skillnaden för siktdjup mellan de två typerna är statistiskt signifikant, men åtskilliga sjöar har siktdjup som även förekommer i den andra typen. Det kan alltså finnas skäl att prova om olika referensvärden kan föreslås.

Eftersom siktdjupet naturligt varierar med tiden på grund av väderleksvariationer bör ett variabelt typspecifikt värde för siktdjup användas. En väg att finna generella referensvärden är att använda modellering. Ahlgren (1980) presenterade en ekvation för beräkning av siktdjup med hjälp av klorofyll och vattenfärg:

$$Siktdjup = \frac{1}{0,024 + 0,013 \cdot Pt^{0,7} + 0,0309 \cdot Kfyll a^{0,849}} \quad (2)$$

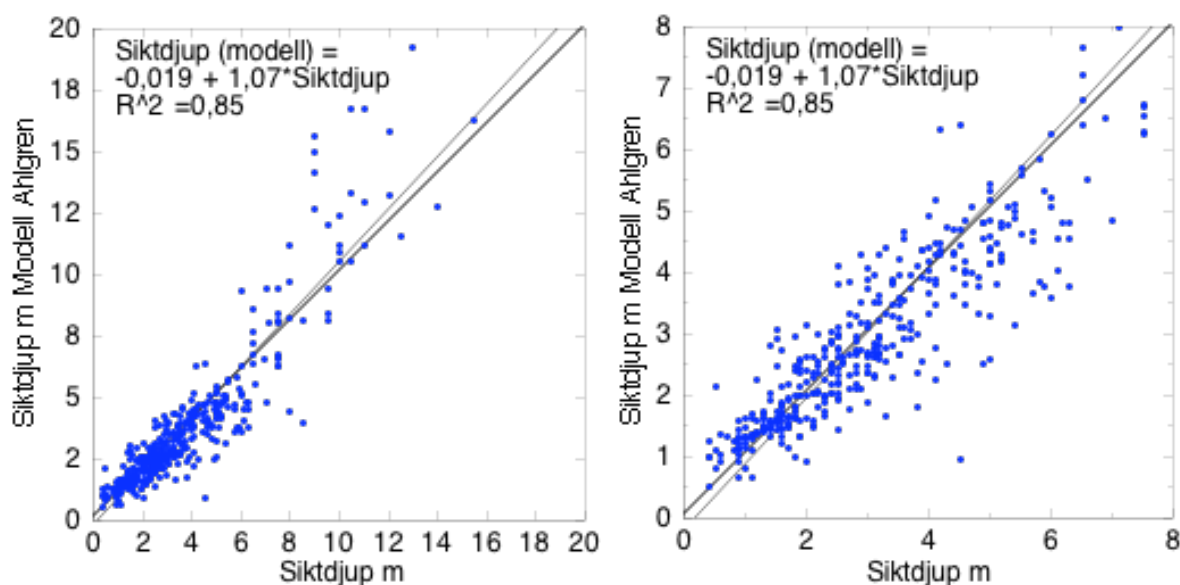
där

S.D = siktdjup, m

Pt = vattenfärg, Pt-enheter

Kfyll a = koncentration av klorofyll a,  $\mu\text{g/l}$

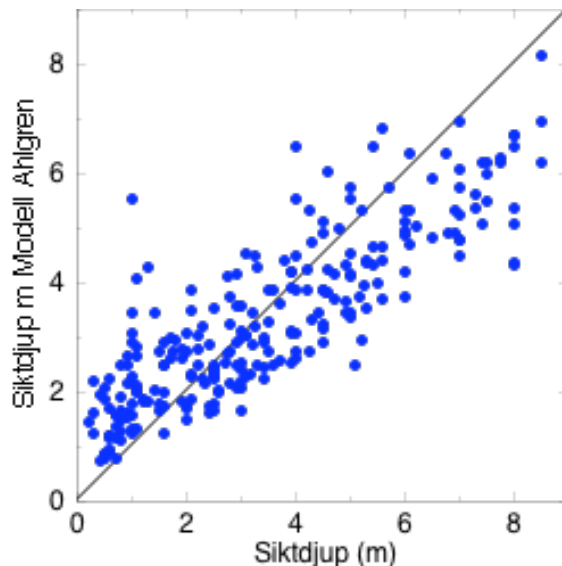
Resultatet för de 12 intensiva referenssjöar, som använts i denna utvärdering, visar att modellen ganska väl beskriver siktdjupet (figur 7).



Figur 7. Utfall av modellberäkning av siktdjup enligt ekvation 1 (Ahlgren 1980) för 12 referenssjöar. Till vänster presenteras hela materialet och till höger ett utsnitt med siktdjup <8 m. Den feta, svarta linjen anger 1:1 förhållandet.

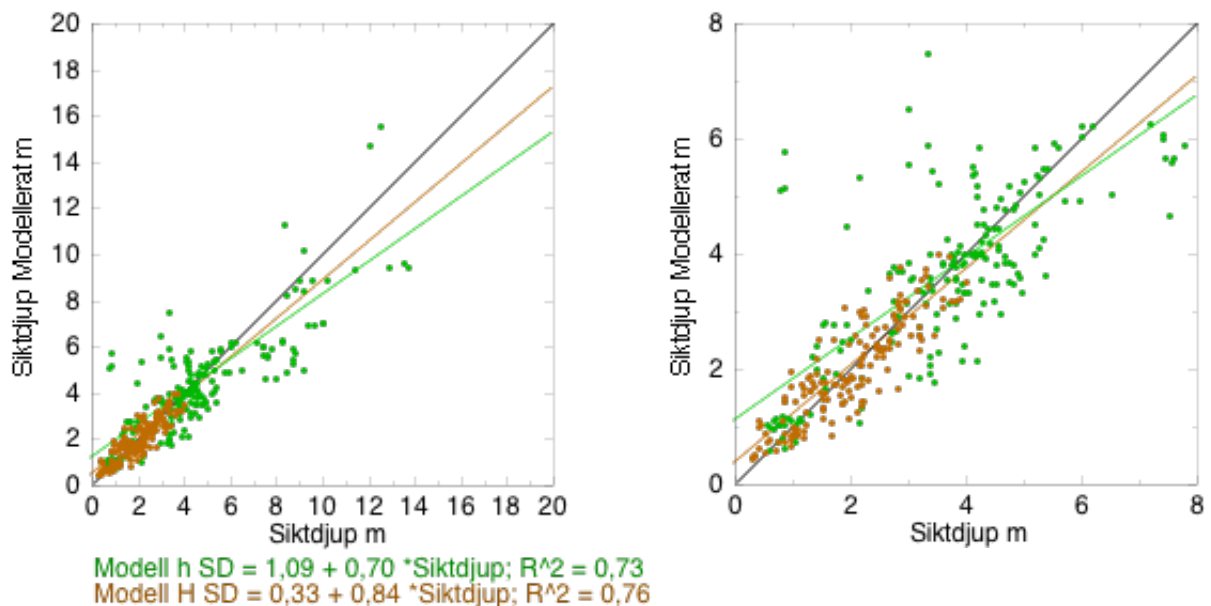
Hälften av de beräknade värdena faller inom  $\pm 20\%$  av det uppmätta siktdjupet. Modellen överskattar, som medianvärde, de uppmätta siktdjupen med endast 0,04 m. De avvikelser som syns för stora siktdjup (>10 m) hänförs till en sjö; den starkt försurade Härsjön. Utfallet av ekvation 1 undersöktes även för sjöar inom SRK (figur 8).





Figur 8. Utfall av modellberäkning av siktdjup enligt ekvation 1 (Ahlgren 1980) för ca 60 SRK sjöar. Den feta linjen anger 1:1 förhållandet.

Även i detta fall är skillnaden mellan modellvärden och uppmätta värden som medianvärden liten. Men systematiska skillnader framträder; en viss överskattning förekommer vid låga siktdjup och en underskattning för stora. Denna modell är alltså inte helt lämplig att använda i detta sammanhang. Därför prövades alternativa beräkningar. De ca 180 referenssjöarna typindelades med avseende på vattenfärg (humus) i två; h för låg vattenfärg och H för hög vattenfärg. Logaritmiska funktioner befanns ge bäst korrelation. Resultatet framgår av figur 9.



Figur 9. Jämförelse mellan uppmätt siktdjup och modellerat siktdjup. 3-års medelvärden för augusti i 187 referenssjöar under perioden 2000–2004 fördelade på de två typerna med avseende på humus (h låg vattenfärg och H hög vattenfärg). Till vänster presenteras hela materialet och till höger ett utsnitt med siktdjup <8 m. Den feta, svarta linjen anger förhållandet 1:1.

Den modell som skapas med humösa sjöar ger bättre skattning än den baserad på sjöar med låg humushalt. De klara vattnens siktdjup är mer beroende av koncentrationen av växtplankton (klorofyll) och den varierar mycket. Dessutom ger inte en klorofyllbestämning ett helt säkert mått på algernas förmåga att sprida ljus och därmed minska siktdjupet. Men skillnaderna i resultat mellan de två modellerna är inte signifikant. Den ekvationen som valdes för vidare arbete för båda humustyperna är

$$\text{Log}(\text{SD}) = 0,678 - 0,116 \cdot \log(\text{absF420}) - 0,471 \cdot \log(\text{kfyll } a) \quad (3)$$

( $r^2 = 0,72$ ,  $n = 211$ )

Där

SD = siktdjup, m

AbsF420 = absorptions mått vid 420 nm, per 5 cm kyvett

Kfyll a = referensvärde för klorofyll a,  $\mu\text{g/l}$  ( $\text{mg/m}^3$ )

Om vattenfärg (Pt mg/l) används blir ekvationen följande

$$\text{Log}(\text{SD}) = 0,991 - 0,116 \cdot \log(\text{vattenfärg}) - 0,471 \cdot \log(\text{kfyll } a) \quad (4)$$

Där

SD = siktdjup, m

Vattenfärg = vattenfärg, mg Pt/l

Kfyll a = klorofyllkoncentration, klorofyll a  $\mu\text{g/l}$  ( $\text{mg/m}^3$ )

### **Klassning av status**

Det finns inga liknande klassindelningar i litteraturen. Förslaget utgår därför från nuvarande Bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999) för totalfosfor. Gränsen mellan god och måttlig status är samma som den mellan tydlig och stor avvikelse för totalfosfor. En klassgräns vid 2 kan tyckas vara stor; den innebär ju ett accepterande av en halvering av siktdjupet. Men med hänsyn tagen till att beräkningen av referensvärdet är osäker föreslås denna indelning. Ett alternativ kan vara att använda skillnader mellan referensvärde och uppmätt siktdjup istället för en kvot. Status kan skattas utgående från kvoten uppmätt värde/referensvärde enligt tabell 5.

*Tabell 5. Kriterier för beräkning av ekologisk status baserade på jämförelser mellan uppmätt siktdjup och referensvärde beräknat enligt ekvation 3 eller 4.*

Ekologisk status	Klassgräns
	Referensvärde/uppmätt värde
Hög	$\leq 1,5$
God	1,5–2
Måttlig	2–3
Otillfredställande	3–4
Dålig	$> 4$

## Osäkerheter

Sjöar som naturligt är grumliga, t.ex. glaciärsjöar och många slättlandssjöar som avvattnar områden med leror har låga siktdjup. Modellerna (ekvationer 3 och 4) tar inte hänsyn till detta. Men de SRK-sjöar som testats och som har värden för turbiditet visar inte på någon systematisk effekt av den.

Ekvation 2 ger en osäkerhet i skattningen av siktdjupet. Denna osäkerhet kan uppskattas genom att jämföra det beräknade siktdjupet med det som erhålls efter minskning med en standardavvikelse. Som median är detta värde 88% av det beräknade, vilket innebär att modellen, statistiskt sett, ger små systematiska fel som inte väsentligt torde påverka statusberäkningen.

## Referenser

- AHLGREN, I. 1980. A dilution model applied to a system of shallow eutrophic lakes after diversion of sewage effluents. Arch. Hydrobiol. 89:17–32
- KALFF, J. 2002. Limnology. ISBN 0-13-033775-7
- KOENINGS, J.P & EDMUNDSON, J.A. 1991. Secchi disk and photometer estimates of light regimes in Alaskan lakes: Effects of yellow color and turbidity. Limnol. Oceanogr. 36:91–105
- NATURVÅRDSVERKET 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och Vattendrag. Rapport 4913
- OECD 1982. Eutrophication of waters – monitoring, assessment and control.
- SONESTEN, L. & WILANDER, A. 2006. Förslag till bedömningsgrunder för klorofyll.
- WIEDERHOLM, T. 1989. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bakgrundsdokument 1. Näringsämnen, syre, ljus, försurning. Naturvårdsverket Rapport 3627.

## Bilaga 1. Förslag till reviderade bedömningsgrunder för siktdjup

### Mätmetod

Mätning skall ske på fritt vatten med en vitmålad skiva med diameter 25 cm och med sådan tyngd så att den hänger lodrätt. Det är viktigt att skivan är vit och att färgen inte är skadad. Måla om den då den är skrapad eller om färgen gulnat. Alternativt kan en skiva med fyra sektorer, omväxlande vita och svarta användas. Försträckt lina med gradering skall användas eller så mäts den nedsänkta delens längd med måttband.

Utför mätningen på båtens skuggsida. Sänk skivan ned till det djup där den inte längre observeras. Notera djupet. Lyft sedan skivan tills den åter blir synlig och notera djupet. Medelvärde av dessa mätningar ger siktdjupet. Redovisa resultatet som siktdjup i m med 0,1 m noggrannhet. För beräkning av ekologisk status skall utöver siktdjupet även vattenfärg eller absorptions ( $abs_{F420}$ ) bestämmas.

Användning av vattenkikare ger ett något större siktdjup. Om vattenkikare används vid bestämningen skall detta noteras.

## Provtagningsfrekvenser och beräkningsperioder

Provtagning bör ske månatligen under vegetationsperioden (maj–oktober) eller i augusti. Beräkningsperioden är ett år när >4 mätvärden finns och tre år när mätning endast sker i augusti.

## Referensvärden

Bäst är att använda siktdjupsvärden för sjön från perioder före en eventuell påverkan. Alternativt kan ekvationerna 1 eller 2 provas:

$$\text{Log}(\text{SD}) = 0,678 - 0,116 \cdot \log(\text{absF420}) - 0,471 \cdot \log(\text{kfyll } a) \quad (3)$$

( $r^2 = 0,72$ ,  $n = 211$ )

Där

SD = siktdjup, m

AbsF420 = absorbans mätt vid 420 nm, per 5 cm kyvett

Kfyll a = referensvärde för klorofyll a,  $\mu\text{g/l}$  ( $\text{mg/m}^3$ )

Om vattenfärg (Pt mg/l) används blir ekvationen följande

$$\text{Log}(\text{SD}) = 0,991 - 0,116 \cdot \log(\text{vattenfärg}) - 0,471 \cdot \log(\text{kfyll } a) \quad (4)$$

Där

SD = siktdjup, m

Vattenfärg = vattenfärg, mg Pt/l

Kfyll a = klorofyllkoncentration, klorofyll a  $\mu\text{g/l}$  ( $\text{mg/m}^3$ )

Beräkna siktdjupet, i meter, enligt  $\text{siktdjup} = 10^{(\log \text{SD})}$

För beräkningarna bör 3-års medelvärden användas eller medelvärde för ett år när 4 eller fler prover tagits. Använd vid beräkningen av referensvärde värden på nuvarande vattenfärg/absorbans. Däremot bör ett referensvärde för klorofyll a användas för att kompensera för effekter av eutrofiering. Ett sådant referensvärde bör tas fram med hjälp av bedömningsgrunder för klorofyll (Sonesten & Wilander 2006).

## Statusklassning

Status kan skattas utgående från kvoten uppmätt värde/referensvärde enligt tabell 1.

*Tabell 1. Kriterier för beräkning av ekologisk status baserade på jämförelse mellan uppmätt siktdjup och referensvärde beräknat enligt ekvation 1 eller 2.*

Ekologisk status	Klassgräns
	Referensvärde/uppmätt värde
Hög	$\leq 1,5$
God	1,5–2
Måttlig	2–3
Otillfredställande	3–4
Dålig	$> 4$